

Roel Plant, Pierre Maurel, Éric Barbe et Jane Brennan (dir.)

## Les terres agricoles face à l'urbanisation De la donnée à l'action, quels rôles pour l'information ?

Éditions Quæ

---

# Chapitre 11 - Utilisation du concept de services écosystémiques pour une évaluation participative du rôle des terres agricoles périurbaines dans le sud de la France

Roel Plant, Pierre Maurel et Laure-Élise Ruoso

---

Éditeur : Éditions Quæ  
Lieu d'édition : Éditions Quæ  
Année d'édition : 2018  
Date de mise en ligne : 23 février 2021  
Collection : Update Sciences & Technologie  
ISBN électronique : 9782759230297



<http://books.openedition.org>

### Référence électronique

PLANT, Roel ; MAUREL, Pierre ; et RUOSO, Laure-Élise. *Chapitre 11 - Utilisation du concept de services écosystémiques pour une évaluation participative du rôle des terres agricoles périurbaines dans le sud de la France* In : *Les terres agricoles face à l'urbanisation : De la donnée à l'action, quels rôles pour l'information ?* [en ligne]. Versailles : Éditions Quæ, 2018 (généré le 25 février 2021). Disponible sur Internet : <<http://books.openedition.org/quæ/28500>>. ISBN : 9782759230297.

---

# Chapitre 11

---

## **Utilisation du concept de services écosystémiques pour une évaluation participative du rôle des terres agricoles périurbaines dans le sud de la France**

ROEL PLANT, PIERRE MAUREL, LAURE-ÉLISE RUOSO

### **Introduction**

Le phénomène d'étalement urbain, vu comme un développement urbain incontrôlé et irréfléchi, menace les zones agricoles périurbaines et représente une forme particulière d'emprise foncière. L'étalement urbain est considéré comme l'une des causes principales de changement d'occupation du sol en Europe (Smiraglia *et al.*, 2016 ; Colantoni *et al.*, 2016 ; Bio Intelligence Service *et al.*, 2015). Les terres agricoles périurbaines sont généralement situées sur des terres fertiles et renferment, avec les zones naturelles, des éléments clés de réseaux socio-écologiques complexes (Billeter *et al.*, 2008). Ainsi, des valeurs sociétales — et économiques — souvent méconnues ou non reconnues résident dans ces terres agricoles (Gardi *et al.*, 2015). Dans le contexte d'un développement urbain dominé par les logiques de marché, où les régulations sont limitées et où le prix des terres détermine le sort des terres agricoles périurbaines, ces valeurs ne sont pas reconnues (Ciscel, 2001). Une façon d'empêcher cette situation est de proposer aux aménageurs et aux décideurs des approches innovantes prenant en compte les valeurs sociétales plus larges associées aux terres agricoles périurbaines, afin qu'elles puissent être intégrées de manière plus transparente, systématique et explicite dans les processus d'aménagement local du territoire.

La réflexion et la prise de décision basées sur les « valeurs » ont une longue et riche histoire dans la littérature scientifique (Keeney, 1970) et ont souvent été utilisées dans le contexte de la prise de décision environnementale (ex. : Plant *et al.*, 2016 ; Kerselaers *et al.*, 2011). Par exemple, Kerselaers *et al.* (2011) ont développé une méthode basée sur les processus d'analyse hiérarchique (Analytic Hierarchy Process, AHP ; Saaty, 1996) pour identifier les priorités en matière de préservation des terres agricoles dans les Flandres. Leur méthode s'appuie sur une approche participative menant à l'élaboration d'un « arbre de valeurs ». Ceci a permis de constituer une liste de critères afin de définir la valeur des terres agricoles, et de les lier de manière explicite aux objectifs de préservation de ces terres. Ce type de processus participatif aide à développer une vision partagée de cet enjeu.

À l'heure actuelle, l'expression des valeurs fait l'objet de beaucoup d'attention dans le contexte de l'étude des services écosystémiques. Les services écosystémiques peuvent être définis comme la contribution de la nature au bien-être humain (MEA, 2005). Ceci inclut, par exemple, les services d'approvisionnement, comme la production alimentaire et l'eau ; les services de régulation, comme la régulation du climat et la pollinisation ; les services de support, comme le maintien du cycle de vie et des nutriments et la provision d'habitats pour la biodiversité ; et les services culturels comme les loisirs, les aménités paysagères et l'apprentissage. Alors que le concept de service écosystémique est souvent critiqué car considéré comme anthropocentré, il faut rappeler qu'il vise à mettre en valeur l'importance de l'ensemble du système socio-écologique. Comme Costanza *et al.* (2017, p. 3) l'expliquent dans leur réflexion sur vingt années d'utilisation de ce concept, « le concept de services écosystémiques est une vue “consciente de l'ensemble du système” qui considère les humains comme faisant partie d'une société et plus largement de la nature ».

Un des postulats initiaux du concept de service écosystémique, développé à la fin des années 1990, est qu'afin de susciter de l'intérêt pour la notion de « capital naturel » et ainsi de garantir une meilleure conservation, les services écosystémiques devraient être considérés comme des marchandises et mis sur le marché (Daily, 1997 ; Westman, 1977 ; Sukhdev *et al.*, 2010). À cette époque — l'âge d'or de la politique de la troisième voie, où libéralisme économique et démocratie sociale convergeaient —, ceci était vu comme un moyen stratégique de faire entrer la question de la conservation de la biodiversité dans l'arène politique traditionnelle. Ces dernières années, la notion de capital naturel et l'idée de donner un prix à la nature et de la considérer comme une marchandise ont fait l'objet de nombreuses critiques dans la littérature scientifique (McCauley, 2006 ; Schröter *et al.*, 2014 ; Hejnowicz et Rudd, 2017). Par conséquent, d'autres manières d'exprimer les valeurs, s'inspirant de traditions en économie, en théorie de la décision, en psychologie cognitive, en philosophie et en anthropologie, sont maintenant étudiées (Jacobs *et al.*, 2016). Ce débat est loin d'être clos, et pourtant, comme Costanza *et al.* (2017) le constatent, « aussi longtemps que nous sommes forcés à faire des choix, nous procédons à un processus d'évaluation ». La définition du terme « évaluation » proposée par l'*Oxford English Dictionary* est « une estimation de la valeur de quelque chose ». Estimer la valeur revient en fin de compte à un processus mental, conduit individuellement ou collectivement, dans lequel les situations sont évaluées et comparées à une valeur de référence. Les résultats obtenus durant ce processus mental permettent de décider s'il faut agir (en cas de certitude raisonnable) ou s'abstenir (en cas de doute raisonnable).

Le concept de services écosystémiques a pour objectif de permettre une *évaluation holistique* des conséquences d'un changement majeur sur le bien-être humain. Par exemple, les écosystèmes et les services écosystémiques pourraient être sévèrement impactés par un changement d'occupation du sol planifié (par ex. un développement résidentiel à haute valeur ajoutée sur des terrains jamais construits, comme des villages de retraite) ou non planifié (par ex. l'étalement urbain sur des terres agricoles marginalisées). Dans de telles situations, l'évaluation structurée et transparente des services écosystémiques est appropriée pour envisager un futur désirable. Elle permet d'explorer comment des changements (planifiés ou non) conduiront à une modification des types et des quantités de services écosystémiques fournis par une zone particulière à un moment précis, dans le futur.

Pour conclure leur bref état des lieux du débat autour de l'évaluation des services écosystémiques, Costanza *et al.* (2017) soulignent que de telles évaluations devraient être faites « au niveau sociétal plutôt qu'au niveau individuel, et dans des contextes temporels et

spatiaux appropriés ». Ce chapitre vise à explorer l'évaluation individuelle et collective des services écosystémiques. Il présente une méthode d'évaluation des services écosystémiques fournis par les terres agricoles périurbaines menacées par l'étalement urbain, en faisant le postulat que l'intégration des connaissances — tacites ou expertes — que les acteurs ont sur leur environnement local sont essentielles pour obtenir une évaluation significative dans un contexte local précis (Blackmore, 2007 ; Moller *et al.*, 2004).

En premier lieu, nous présenterons la conceptualisation holistique des services écosystémiques adoptée dans ce chapitre ainsi que notre méthodologie. Puis nous nous concentrerons sur les résultats empiriques issus de deux études de cas dans le sud de la France où une évaluation sociale des services écosystémiques a été conduite. Notre réflexion se portera ensuite sur les approches et processus testés qui pourraient être codifiés pour être intégrés dans la planification locale (participative) de l'occupation du sol, afin de mieux prendre en compte, d'une façon holistique, les valeurs moins tangibles associées aux terres agricoles périurbaines et aux zones naturelles menacées par le développement urbain.

## **Théorie et méthodes**

Dans cette section, nous développons les bases conceptuelles pour une approche holistique de l'évaluation des services écosystémiques en posant trois questions : *Quelles valeurs* doivent être incluses ? Les valeurs de *qui* doit-on prendre en compte ? *Comment* ces valeurs sont-elles le mieux appréhendées et intégrées dans les processus de planification territoriale ? Nous présentons ensuite notre méthodologie.

### **Quelles valeurs ? Les cadrages des services écosystémiques**

La représentation socio-spatiale du phénomène d'étalement urbain et ses effets sur les services écosystémiques constituent un défi scientifique majeur. Avec l'engagement pris par la Commission européenne de mettre un terme à l'augmentation nette des surfaces artificialisées d'ici 2050, une part importante de l'activité scientifique se concentre sur le développement d'indicateurs (Barbosa *et al.*, 2017). Nous vivons à une époque où les nombres façonnent les décisions sociétales plus que toute autre chose (Van Dijk et Van der Valk, 2010). L'économie de l'environnement et des ressources offre de riches outils quantitatifs pour mesurer et évaluer les ressources environnementales (Hanley et Spash, 1993 ; Helliwell, 1969). Bien que les décideurs s'appuient fortement sur cette gamme d'approches économiques, ces dernières ne représentent qu'une manière d'exprimer les valeurs (Vatn, 2005), ou « cadrages » — un cadrage qui s'aligne sur la rationalisation économique de l'utilisation des terres, centrée sur le marché. Comme nous l'avons expliqué dans la section précédente, ce cadrage particulier pourrait mener à la perte de valeurs écologiques et sociétales plus larges, qui pourraient ne pas être reconnues, et n'être regrettées que lorsqu'il sera trop tard. Afin de favoriser la prise en compte de ces valeurs écologiques et sociétales plus larges dans la planification de l'occupation des sols, il est nécessaire d'être conscient du cadre à travers lequel nous déchiffrons nos relations à l'environnement.

Le concept de cadrage est issu de traditions de recherches en sociologie (Goffman, 1974), en psychologie (Kahneman et Tversky, 1983) et en linguistique cognitive (Lakoff, 2004). C'est Lakoff (2004) qui a importé le cadrage des choix dans le lexique des politiques publiques. Dans le contexte des politiques publiques, le cadrage fait référence, selon Thompson (2008), à la manière dont un domaine de gouvernement ou une activité sociale sont présumés tourner autour d'un certain enjeu politique. Il affirme que comprendre

comment les choix individuels et publics sont limités et façonnés par le cadrage peut contribuer à améliorer les processus décisionnels.

La notion de cadrage peut être utilisée dans le domaine de l'évaluation des services écosystémiques, pour tenter de répondre, *de manière holistique*, à la perte fortuite de services écosystémiques due à l'urbanisation. Adopter un cadrage alternatif qui ne serait pas basé sur une logique économique, mais seulement sur des perspectives socioculturelles, pourrait être tout autant partiel et limité que le cadrage que nous avons critiqué précédemment. Plutôt que de choisir un cadrage en particulier, il nous paraît plus important d'être conscient des différents cadres de référence existants. La notion de « cadres » appliquée aux services écosystémiques a été récemment explorée dans une recherche sur la planification collaborative du paysage (Opdam *et al.*, 2015). Les cadres utilisés dans cette étude étaient : *le cadre socioculturel* (accent mis sur les services socioculturels), *le cadre économique* (accent mis sur les services de production) et *le cadre de la durabilité* (accent mis sur les services de régulation). Ces trois cadres sont alignés sur les domaines de valeurs des services écosystémiques qui ont été établis dans la littérature (Martín-López *et al.*, 2013). Opdam *et al.* (2015) reconnaissent aussi que le concept de service écosystémique *lui-même* est un cadre. Nous sommes en accord avec cette position, constatant que beaucoup d'autres cadres d'évaluation existent et qu'ils permettraient eux aussi d'aboutir à l'expression de valeurs et de bénéfices dans une région donnée et de comprendre comment ces valeurs et ces bénéfices pourraient influencer le comportement des acteurs. Nous pouvons citer comme autres cadres la théorie de l'acteur réseau (Callon, 1986), le modèle d'analyse IAD (*Institutional Analysis and Development*) (Ostrom, 2009), ou encore l'analyse du cycle de vie à l'échelle territoriale (Loiseau, 2014). De plus, il a été démontré que le concept de service écosystémique restait complexe sur le plan scientifique et sémantique et qu'il ne faisait pas écho de la même manière chez tout le monde (Plant et Ryan, 2013 ; Baker *et al.*, 2013).

Pour ces raisons nous avons décidé, dans notre étude, d'adopter un cadrage implicite du concept de service écosystémique qui ne se limite pas à l'un des trois domaines de valeurs généraux (monétaire, biophysique et socioculturel). Un cadrage implicite signifie que notre méthodologie intègre le concept de service écosystémique, mais ne présente ni le concept, ni ses principes aux participants (voir la méthodologie de l'étude de cas pour les détails). En laissant ouverte la possibilité de multiples cadres de valeurs, notre approche n'adopte pas, *a priori*, de cadrage particulier. Nous considérons, cependant, qu'une approche sociale des valeurs n'est jamais très éloignée des services écosystémiques culturels, ou, tout du moins, amène à adopter une perspective « culturelle » sur les services écosystémiques.

## Les valeurs de quels acteurs ? Les bénéficiaires des services écosystémiques

Lorsque nous examinons la valeur des terres agricoles périurbaines face à l'urbanisation, il est essentiel de prendre en considération *ce qui* pourrait être affecté, positivement ou négativement, par l'étalement urbain. L'urbanisation et l'étalement urbain sont des processus de changements dynamiques qui impactent les systèmes socio-écologiques autour des villes. Généralement, les citoyens sont les « gagnants » — plus d'espaces résidentiels sont disponibles — et les habitants des espaces périurbains, dont les agriculteurs, sont les « perdants » — moins de terres agricoles seront disponibles, des conflits d'usage vont probablement émerger, et les agriculteurs ne sont plus en mesure de conserver ou de développer des exploitations agricoles viables. Une autre catégorie de « gagnants » est les nouveaux résidents, par exemple des retraités, qui veulent acheter un bien immobilier

dans des villages seniors en milieu rural ou périurbain, ou des promoteurs immobiliers qui saisissent des opportunités commerciales et d'investissement.

Ainsi, le processus de changement de l'occupation du sol pose la question de savoir les valeurs de qui vont être affectées que ce soit positivement ou négativement. Dans les évaluations scientifiques, c'est souvent l'analyste, le chercheur, qui décide quelles valeurs (bénéfices) et coûts doivent être inclus dans l'analyse, et dans le cas où des valeurs non marchandes sont recherchées, comment un échantillon socialement représentatif peut être enquêté. Cependant, lorsqu'il s'agit d'aménagement du territoire (par exemple, planifier le futur des terres agricoles), les acteurs en présence ont souvent des perspectives et des intérêts différents, parfois même contradictoires. Par exemple, les agriculteurs dans une région donnée afficheront probablement des intérêts différents de ceux des citoyens. D'autres personnes ne résidant pas dans la zone pourront lui trouver de la valeur simplement du fait de son existence (possibilité de la visiter un jour, région où l'on a grandi, etc.). Il est donc essentiel de prendre en compte les perspectives des différents acteurs à travers une évaluation participative des services écosystémiques.

La figure 11.1 présente une typologie ouverte des bénéficiaires des écosystèmes. Sur l'axe du temps, en abscisse, figurent les bénéficiaires actuels et futurs. Il se peut que les bénéficiaires actuels aient vécu dans la zone concernée par la planification depuis des décennies ou des générations — auquel cas il est probable qu'ils possèdent une connaissance profonde et détaillée de leur environnement local. Les bénéficiaires présents peuvent aussi être des gens de l'extérieur qui veulent s'installer pour des raisons personnelles (par exemple des retraités) ou pour développer des activités commerciales (par exemple des promoteurs immobiliers). Les bénéficiaires futurs représentent les personnes qui ne sont pas encore nées (les descendants des résidents locaux) ou les personnes qui pourraient s'installer plus tard dans la zone. La notion de bénéficiaires futurs est en accord avec la définition canonique du développement durable « qui répond aux besoins du présent sans compromettre la *capacité des générations futures* de répondre aux leurs » (italique ajouté) (WCED, 1987). L'axe des ordonnées, dans la figure 11.1, représente l'éloignement ou la proximité d'un bénéficiaire de services écosystémiques avec la zone fournissant ces services. Alors que le potentiel de bénéfices (actuels ou futurs) est évident pour les résidents locaux, la notion de bénéfice « à distance » désigne les valeurs d'option et les valeurs d'existence. Par exemple, des personnes vivant ailleurs pourraient accorder de la valeur à la présence de certains bénéfices dans cette zone spécifique — la zone pourrait leur rappeler leur enfance, ou contenir des zones écologiques emblématiques ou des paysages qui n'existent nulle part ailleurs. En utilisant ces deux dimensions (le temps et l'espace), une autre distinction peut être faite entre les bénéficiaires *réels* et *potentiels*. En effet, il est important de noter que les bénéficiaires potentiels peuvent être des personnes qui résident déjà dans la zone — ou qui vivent ailleurs —, mais qui ne sont pas conscientes des bénéfices fournis par les écosystèmes dans cette zone. Ceci montre le potentiel qu'a l'évaluation des services écosystémiques d'explicitier les bénéfices associés à des services écosystémiques et de communiquer sur ce sujet à un public plus large durant le processus de planification.

## Comment accéder à des valeurs holistiques ?

Après avoir montré le lien entre les valeurs rattachées aux services écosystémiques et les bénéficiaires concernés, nous allons maintenant voir comment ces bénéfices et bénéficiaires peuvent être pris en compte dans une étude empirique aux moyens limités. Beaucoup de chercheurs ont développé des procédures systématiques pour l'évaluation des services écosystémiques, à des fins variées et à des échelles spatio-temporelles

différentes (TEEB, 2010 ; Watson et Albon, 2011). Ces dernières années, de nombreux travaux méthodologiques ont été menés pour produire des représentations cartographiques des services écosystémiques (Crossman *et al.*, 2012 ; Burkhard *et al.*, 2012b ; Martínez-Harms et Balvanera, 2012 ; Kareiva *et al.*, 2011). Des inventaires à grande échelle des impacts de l'étalement urbain sur les services écosystémiques ont été développés en se basant sur des typologies formelles, telles que la classification MEA (MEA, 2003) ou des classifications de l'occupation du sol dérivées d'images satellites comme Corine Land Cover (Burkhard *et al.*, 2012a). Les services de régulation sont les plus communément cartographiés, suivis des services de production, des services culturels et des services de support (Martínez-Harms et Balvanera, 2012). Des efforts importants ont aussi été faits pour intégrer les points de vue des acteurs dans la cartographie des services. Par exemple, Sheate *et al.* (2012) présentent une méthodologie de cartographie des services écosystémiques au moyen de systèmes d'information géographique (SIG) et de jeux de données d'occupation et d'usage du sol facilement disponibles. Un élément essentiel de leur méthodologie consiste à impliquer les acteurs dans le développement des typologies de services écosystémiques et dans l'identification des relations entre les services écosystémiques et les différentes classes d'occupation et d'usage du sol, afin qu'elles soient pertinentes pour les acteurs.

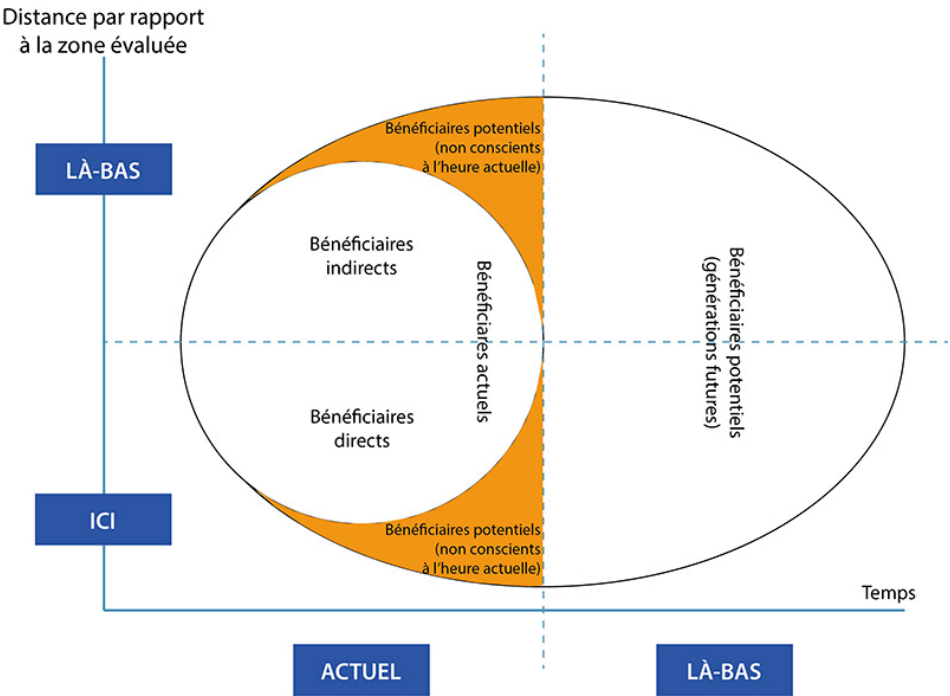


Figure 11.1. Typologie des bénéficiaires des services écosystémiques.

À ce jour, la plupart des études cartographiques de services écosystémiques ont été menées à l'échelle régionale ou nationale. Cependant, avec les résolutions toujours plus fines des images satellites et la baisse de leur prix d'acquisition, les possibilités de cartographie détaillée à l'échelle locale sont de plus en plus envisageables. Ces cartographies fines de services écosystémiques constituent des solutions prometteuses pour traiter les

questions de l'étalement urbain, et plus largement de la consommation, voire de l'accaparement des terres agricoles (Bonifazi *et al.*, 2016 ; Di Palma *et al.*, 2016).

Beaucoup des procédures et des protocoles utilisés à ce jour sont marqués implicitement par un certain positivisme scientifique et mettent l'accent sur la quantification, affirmant que « nous ne pouvons pas gérer ce que nous ne pouvons pas mesurer ». Par exemple, Primmer et Furman (2012, p. 86) suggèrent que « des fonctions écosystémiques importantes nécessitent d'identifier les éléments clés des écosystèmes. Une fois identifiés, ils peuvent alors être mesurés et des analyses supplémentaires peuvent être développées ». L'accent est mis ici sur la quantification des services écosystémiques relevant du domaine biophysique (services de régulation) ou sur l'identification des approximations quantifiables pour des services relevant du domaine humain. Or, il est nécessaire d'arriver à une compréhension plus fine des valeurs et des bénéfices pour pouvoir éclairer l'action publique et la prise de décision. Nous défendons l'idée que les valeurs et les bénéfices fournis par les services écosystémiques sont des constructions sociales et « n'existent pas » dans le sens positiviste du terme. Ils ne peuvent donc pas être appréhendés à l'aide de méthodes purement quantitatives. Le modèle en cascade des écosystèmes proposé par Haines-Young et Potschin (2010), bien que critiqué pour sa simplification d'une réalité complexe et dans le même temps pour sa complexification, jugée inutile, d'une définition claire des services écosystémiques (Costanza *et al.*, 2017), propose une manière élégante de représenter visuellement ce problème complexe. Le modèle en « cascade » fait la distinction entre les structures et les processus biophysiques ; les fonctions écologiques ; les services écologiques ; et — franchissant la limite peu claire entre les domaines du biophysique et de l'humain — les bénéfices fournis par les écosystèmes, les valeurs qui leur sont accordées et leurs bénéficiaires. La « cascade » de services, depuis leurs origines biophysiques jusqu'à leurs contributions finales au bien-être humain, peut aussi être comprise comme un pont entre les domaines naturels et humains, et ce pont peut être emprunté des deux côtés — en adoptant une épistémologie positiviste ou, comme nous l'avons fait dans notre étude, une épistémologie constructiviste. Pour appréhender les services écosystémiques et arriver à une évaluation significative à l'échelle locale, nous avons fait appel à des méthodes participatives qui intègrent les savoirs locaux — tacites ou d'experts. Les savoirs locaux tacites sont les savoirs que les acteurs développent à partir de leur expérience personnelle dans la zone d'étude. Les savoirs locaux d'experts sont les savoirs que les experts locaux développent à partir d'études scientifiques passées ou présentes. L'information scientifique joue un rôle important dans la planification de l'occupation du sol ainsi que dans la planification du paysage (Opdam *et al.*, 2015 ; Arts *et al.*, 2017). Bien que nous adoptions une épistémologie constructiviste, notre étude utilise le modèle en cascade comme moyen de réconcilier les savoirs tacites et d'experts sur les services écosystémiques pour la planification locale (Plant et Prior, 2014). Dans notre première étude de cas (le bassin de Thau, voir description plus bas), une combinaison de récits faits par les acteurs (individuellement et collectivement), d'exercices de cartographie participative et de coconstruction de matrices combinant l'occupation du sol et les services écosystémiques a été utilisée pour mettre en lumière les connaissances, les perceptions et les valeurs des participants. Les participants étaient composés d'experts et de non-experts, d'où la dénomination « à dire d'acteurs » de cette méthode participative. Cette méthode peut être positionnée dans la partie « humaine » du modèle en cascade (figure 11.2), car l'accent est mis sur les connaissances scientifiques ou profanes que les acteurs ont développées sur leur environnement local, mais aussi sur leurs perceptions des services écosystémiques et les valeurs qu'ils leur accordent. Dans la seconde étude de cas (les Costières de Nîmes, voir description plus bas), notre méthode participative a impliqué un petit groupe de professionnels



locaux représentant différents domaines de politiques publiques et s'est principalement centrée sur le développement d'une matrice combinant l'occupation du sol et les services écosystémiques. Nous avons nommé cette approche « à dire d'experts ». Elle peut être positionnée au croisement des domaines biophysiques et humains décrits dans le modèle en cascade, car l'accent est mis principalement sur les connaissances scientifiques des experts locaux.

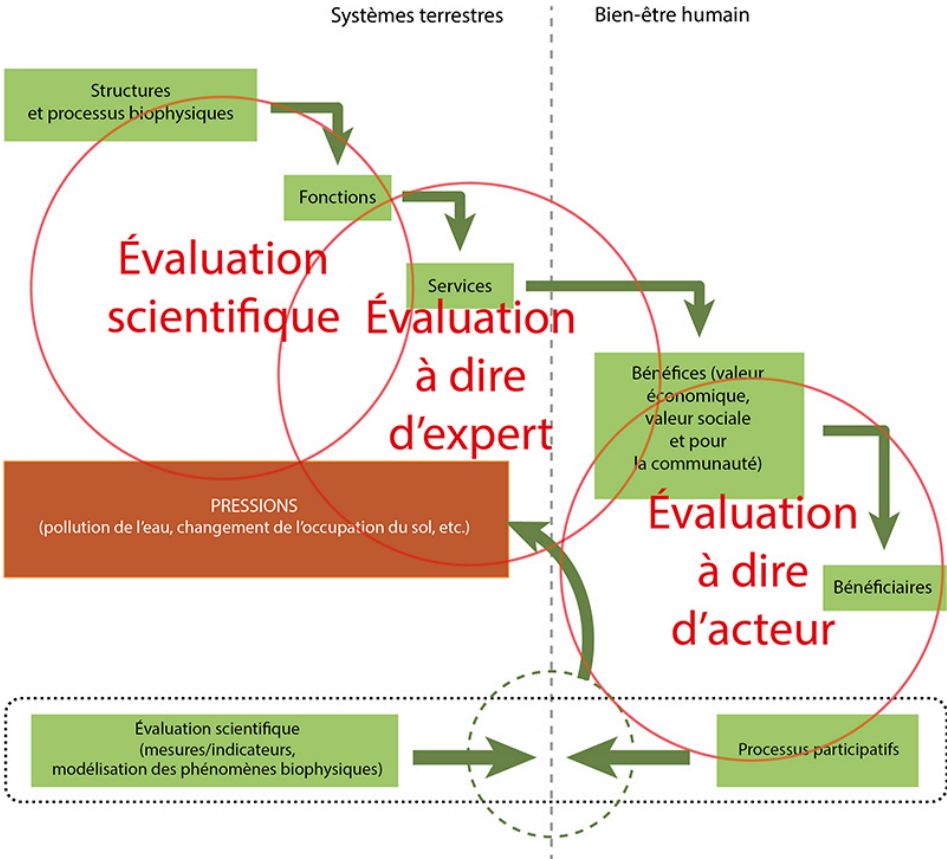


Figure 11.2. Trois manières de saisir les valeurs accordées aux services écosystémiques.

## Études de cas

Dans cette section, nous présentons brièvement notre évaluation holistique et constructiviste des services écosystémiques à l'aide de deux études pilotes menées dans le sud de la France en 2012-2013<sup>44</sup> (figure 11.3). La première étude de cas, le bassin de Thau, situé sur le littoral méditerranéen près de l'aire métropolitaine de Montpellier (figure 11.3), est une zone où l'agriculture est perçue comme de moins en moins viable, du fait de l'incertitude autour de la demande en produits de la zone, mais aussi des pressions importantes pour le développement urbain. La zone attire de nouveaux résidents à un

44. Cette étude pilote a été entreprise dans le cadre du projet Knobimap (Knowledge-Based Biodiversity Mapping, and Ecosystem Services Research Project), mené conjointement par Irstea (France) et l'Université de technologie de Sydney (Australie). Ce projet a testé l'évaluation participative des terres agricoles périurbaines en se basant sur le concept de services écosystémiques. Voir aussi <http://knobimap.blogspot.fr/>.

rythme sans précédent et cela devrait continuer dans les années à venir. Par conséquent, une quantité considérable de terres agricoles situées sur des sols fertiles risque d'être convertie à des usages non agricoles. La deuxième étude de cas, les Costières de Nîmes situées dans l'aire métropolitaine de Nîmes (figure 11.3), est une zone où l'agriculture a été affectée par le développement d'infrastructures. Avec l'annonce de l'extension de la ligne de TGV Nîmes-Montpellier il y a une quinzaine d'années, les agriculteurs ont commencé à abandonner leurs terres et à spéculer sur les indemnités de rachat. Étant donné que la planification et la mise en œuvre des infrastructures ont pris longtemps, la zone a progressivement subi une déprise agricole et un « ré-ensauvagement » des terres agricoles. Une conséquence inattendue de ce ré-ensauvagement a été le développement imprévu d'un habitat pour plusieurs espèces, dont l'outarde canepetière (*Tetrax tetrax*).



**Figure 11.3.** Localisation des zones d'études.

Les deux études de cas avaient pour but de mettre en lumière les impacts du développement — le développement urbain dans le cas du bassin de Thau et le développement d'infrastructures dans le cas des Costières de Nîmes — sur les services écosystémiques (figure 11.4). Le processus d'évaluation participative des services écosystémiques a été conçu pour capturer les connaissances et les perceptions que les acteurs ont des services écosystémiques en utilisant la perspective la plus large (holistique) possible, pour ensuite les structurer dans des matrices liant les classes d'occupation du sol à certains services écosystémiques.

La méthode pour l'étude de cas du bassin de Thau a inclus une phase préliminaire d'entretiens individuels avec les acteurs centrés sur les rôles qu'ils accordaient aux terres agricoles, suivie de deux ateliers participatifs. Ces ateliers ont consisté à : identifier des services écosystémiques présents sur le territoire ; discuter collectivement des valeurs accordées à ces services ; les localiser sur des images satellites ; et enfin développer des

matrices liant ces services aux classes d'occupation du sol (figure 11.4). Certains des résultats de cette étude de cas ont été présentés plus en détail dans Ruoso *et al.* (2015).

La méthodologie pour Nîmes a été quelque peu différente. Nous avons tout d'abord organisé deux ateliers participatifs centrés sur le renseignement structuré d'une matrice combinant services écosystémiques et classes d'occupation du sol afin de mettre en lumière les connaissances des participants sur les impacts de la construction d'une infrastructure sur les services écosystémiques rendus par les terres agricoles. Par la suite, un travail en laboratoire a été entrepris pour cartographier les résultats des deux ateliers au moyen d'un SIG.

Alors que l'étude de cas du bassin de Thau s'est concentrée à la fois sur la manière dont les acteurs exprimaient les valeurs qu'ils accordaient aux services écosystémiques et sur la création de matrices liant services écosystémiques et occupation du sol, l'étude de cas des Costières de Nîmes s'est focalisée uniquement sur la création de matrices. Deux raisons expliquent ce choix. La première est que pour le bassin de Thau, nous avons privilégié les « dires d'acteurs », ce qui englobe aussi bien les connaissances que les perceptions et valeurs des acteurs, alors que pour la seconde étude de cas, nous nous sommes concentrés sur les « dires d'experts » et donc plus sur leurs connaissances scientifiques que sur leurs perceptions et valeurs. Deuxièmement, alors que le cas de Thau ne présentait pas de contraintes méthodologiques particulières, notre travail sur Nîmes est venu se greffer sur un projet d'aménagement en cours, et seul l'emploi des matrices s'est révélé envisageable.

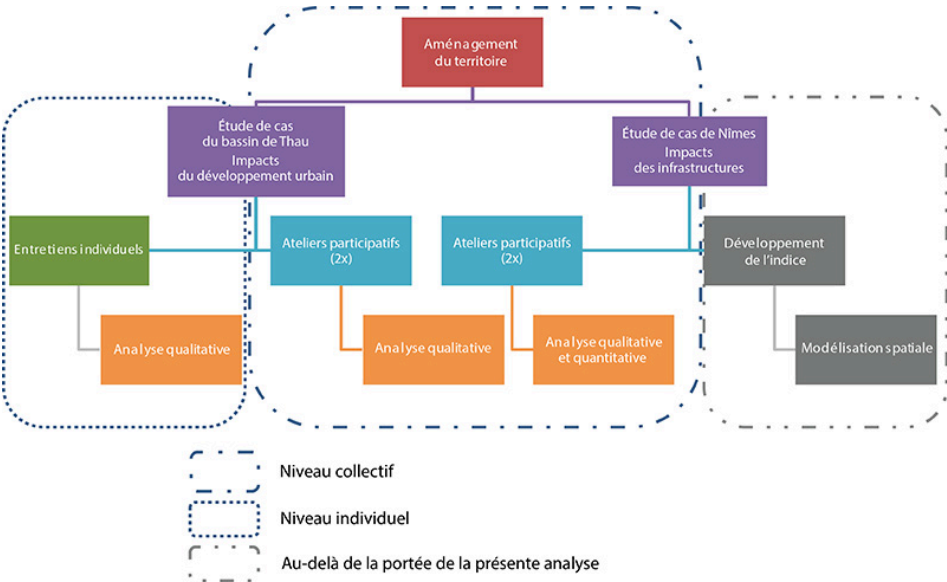


Figure 11.4. Méthodologie.

**Tableau 11.1.** Liste des services écosystémiques présentée aux participants dans les deux études de cas (Thau et Nîmes).

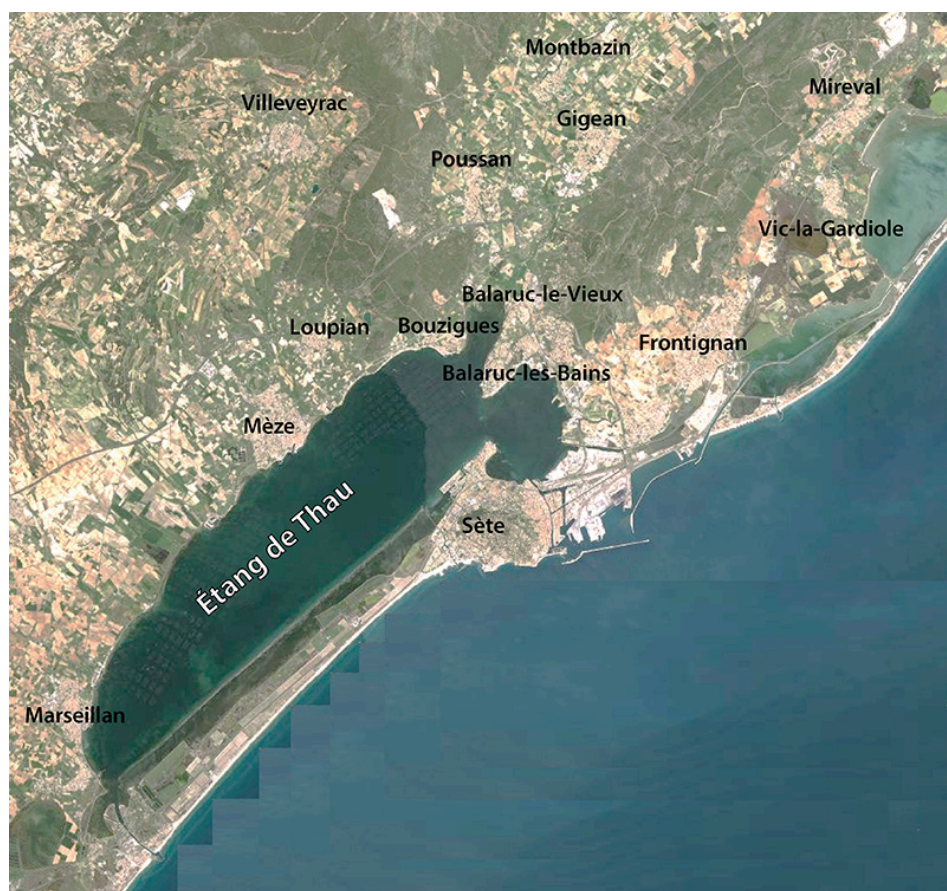
N°	Service	N°	Service
1	Assurer le cycle des nutriments	17	Emploi, viabilité économique
2	Maintenir ou améliorer la qualité des sols	18	Inspiration (artistique ou autre)
3	Produire de la biomasse	19	Spiritualité et religion
4	Séquestrer et stocker du carbone	20	Éducation, apprentissage et savoirs
5	Détoxifier et décomposer des déchets « chimiques » et organiques	21	Loisirs et tourisme (chasse, sports et loisirs de nature)
6	Réguler le climat	22	Historique et patrimoine
7	Réguler les aléas naturels (ex. : érosion, inondations)	23	Paysages (esthétiques et thérapeutiques – paysages qui apaisent)
8	Réguler le cycle de l'eau	24	Sentiment d'appartenance à un lieu
9	Purifier l'eau	25	Importance « en soi » des espaces agricoles
10	Réguler les maladies et les ravageurs	26	Transmission des terres aux générations suivantes
11	Polliniser	27	Relations sociales
12	Fournir un habitat (faune, flore)	28	Ressources pharmaceutiques et médicinales
13	Produire de l'énergie	29	Qualité de l'environnement olfactif et sonore
14	Produire des aliments	30	Santé (santé physique et mentale, force...)
15	Cueillette	31	Fourniture d'ombre et d'abris
16	Ressources ornementales		

## Le bassin de Thau

### Contexte

Le territoire de Thau se situe dans l'ancienne région Languedoc-Roussillon, dans le sud de la France (figure 11.3), qui fait partie de la nouvelle région Occitanie depuis le 1<sup>er</sup> janvier 2016. Il se caractérise par la présence d'une lagune principale de 7 500 hectares sur un bassin versant de 44 000 hectares (Blezat Consulting, 2011). Ce territoire est marqué par une diversité de paysages composés de plaines agricoles, de garrigues, de forêts, de zones humides et de lagunes, et par les activités qui leur sont associées comme l'agriculture, la pêche, l'ostréiculture et le tourisme. La présence de la lagune de Thau a fortement façonné l'activité économique autour de la conchyliculture et de la pêche. Malgré de fortes pressions urbaines, les terres et activités agricoles jouent toujours un rôle important et couvrent à l'heure actuelle environ 50 % du territoire de Thau. La principale activité agricole est la viticulture (33,5 % des terres agricoles du bassin et 18 % du territoire total) (Blezat Consulting, 2011). La céréaliculture, le maraîchage, l'arboriculture et l'élevage laitier (un élevage de chèvres) occupent au total 5 % du territoire. Les surfaces en friches agricoles sont très importantes (24 % du territoire). Au moment de notre étude, le territoire de Thau était constitué de deux intercommunalités : la Communauté d'agglomération du bassin de Thau (CABT) et la Communauté de communes du nord du bassin de Thau (CCNBT). Elles ont été regroupées en une

seule intercommunalité le 1<sup>er</sup> janvier 2017 : Sète Agglopôle Méditerranée. Une structure d'ingénierie territoriale créée en 2005, le Syndicat mixte du bassin de Thau (SMBT), a mis en place un Schéma de cohérence territoriale (SCoT), un document de planification spatiale qui intègre des politiques sectorielles pour ces deux intercommunalités. Dans ce document, les décideurs ont fait le choix d'orienter l'intensification du développement urbain dans le triangle formé par les villes de Sète, de Frontignan et de Balaruc-les-Bains (figure 11.5), et de préserver les terres agricoles dans la partie nord du bassin, principalement autour de Villeveyrac, Loupian et Montbazin. C'est pour cette raison que nous avons choisi de situer notre zone d'étude dans cette partie nord (figure 11.5). Elle couvre trois communes aux caractéristiques géographiques différentes, allant de la lagune à l'arrière-pays : Bouzigues, Loupian et Villeveyrac.



**Figure 11.5.** Bassin de Thau (contient des informations © Airbus DS/Spot Image 2017, © Production IRD, Irstea, IGN, tous droits réservés).

### ***Entretiens et ateliers participatifs***

Le but de l'étude était de comprendre les valeurs que les acteurs accordaient aux terres agricoles périurbaines, et de les capturer. Pour cela, nous avons conduit des entretiens individuels auprès de divers acteurs, ainsi que deux ateliers participatifs. Les entretiens portaient sur l'usage que les acteurs faisaient des terres agricoles, le rôle qu'ils leur donnaient et les défis qu'ils identifiaient dans ces espaces (identification des cadres), sans



qu'il soit fait référence au concept de services écosystémiques et à ses principes. Dans le premier atelier, nous avons donné aux participants une liste de services écosystémiques (appelés « rôles ») en leur demandant de désigner ceux qui étaient fournis par les terres agricoles du bassin. Le but de cet exercice était de compléter les informations obtenues sur les services écosystémiques durant les entretiens individuels. Nous nous sommes basés pour cela sur 13 typologies des services écosystémiques issues de la littérature anglo-saxonne et française. S'ils estimaient que la liste n'était pas exhaustive, les acteurs pouvaient aussi ajouter des services, comme la capacité des terres agricoles à contrôler l'urbanisation et à produire de la diversité paysagère, mais aussi des disservices comme la pollution de la lagune par l'agriculture. À la fin de cet atelier, nous avons présenté de manière plus formelle, mais toujours très générale, la notion de services écosystémiques aux participants. Durant le second atelier, qui est celui sur lequel nous nous concentrons ici, notre but était de spatialiser certains des services écosystémiques identifiés dans la zone d'étude (comment capturer les services ?). Pour des raisons de temps, seul un nombre limité de services a été abordé. Le programme de l'atelier s'est déroulé en deux phases avec les 16 participants répartis en quatre groupes de quatre. Durant la première phase, les participants devaient identifier la présence de certains services écosystémiques sur une image satellite multispectrale Pléiades (50 centimètres de résolution), où figuraient aussi le réseau hydrologique et les limites des communes (figure 11.6). Chaque groupe était invité à tracer sur les cartes les endroits (sous la forme de points, de lignes ou de polygones) où ils identifiaient des services. Les cartes ont été utilisées ici dans un rôle de référentiel partagé pour permettre aux acteurs d'objectiver et de spatialiser collectivement les services écosystémiques (Maurel, 2012).



**Figure 11.6.** Identification de services écosystémiques sur une image Pléiades par un groupe de participants.

Durant la deuxième phase de l'atelier, le but était plus spécifiquement de décrire les « conditions d'existence » ou de production des services écosystémiques identifiés précédemment. Nous avons demandé pour cela aux acteurs de relier certains services — nous avons ici utilisé explicitement le terme de « services écosystémiques » — aux éléments

du paysage qui leur permettaient d'exister. Ce travail a été fait au moyen d'une matrice créée à partir d'éléments considérés *a priori* comme pertinents et d'éléments physiques identifiés lors des entretiens individuels comme jouant un rôle dans la présence des services écosystémiques dans la zone d'étude. La matrice était constituée des éléments suivants : l'occupation du sol (vignes, maraîchage, oliviers, voirie, bâti, etc.) ; l'association d'éléments paysagers divers (par exemple, association d'éléments naturels et cultivés) ; le bassin versant ; des paramètres biophysiques (par exemple, climat, relief, exposition et ressource en eau) ; l'accessibilité des espaces agricoles (clôtures, manque de routes, droit d'accès, manque d'entretien des espaces, etc.) et la structure des exploitations agricoles (taille, distribution des parcelles, type d'agriculture : conventionnelle, raisonnée, biologique, etc.). Chaque groupe devait associer les services qu'il plaçait sur la carte à des éléments présents dans la matrice (figure 11.7). Les acteurs pouvaient rajouter, s'ils le souhaitaient, de nouveaux éléments, ce qu'ils ont fait en ajoutant par exemple dans la catégorie « bâti » les capitelles et les murs en pierre sèche. Le but était ici de créer, de manière participative, une matrice liant certains services écosystémiques à des éléments physiques pour produire ensuite une cartographie collective.



Figure 11.7. Remplissage d'une matrice (services × occupation du sol) par un groupe de participants.

### Informations obtenues

*Quelles valeurs ?* Tout d'abord, le cadrage initialement implicite du concept de service écosystémique, puis l'utilisation d'une simple liste de services ont permis aux acteurs d'adopter, durant les entretiens et les ateliers, une variété de « cadres » pour décrire les relations entre environnement et société. Cela les a aidés à aller au-delà d'un cadrage purement économique où les relations entre l'environnement et la nature ne sont considérées que sous l'angle de bénéfices à quantifier. En effet, l'usage implicite du langage et du concept de services écosystémiques a permis aux acteurs d'exprimer différentes manières d'envisager les relations entre société et environnement. Raymond et al (2013)

expliquent que diverses métaphores peuvent illustrer ces relations, comme la métaphore du *stewardship* (considérer la Terre comme un foyer dont les sociétés humaines doivent prendre soin) ou celle du *web of life* (considérer les sociétés humaines comme faisant partie d'un système écologique plus large qu'elles doivent comprendre). Dans notre étude de cas, les acteurs ont exprimé différents points de vue sur ces liens entre nature et société, en phase avec les métaphores du *stewardship* et du *web of life*. Par exemple, ils ont souvent décrit le bassin de Thau comme étant un paysage complètement anthropisé et géré par l'homme. Selon eux, aucun espace ne pouvait être qualifié de naturel, y compris les garrigues qui portent encore les traces d'une activité agricole passée. Par conséquent, ils se considéraient souvent (les agriculteurs particulièrement) comme ayant le devoir de prendre soin de l'environnement et de le gérer afin de préserver le service de « beauté paysagère ». Ceci démontre une vision des relations entre sociétés humaines et environnement en accord avec la métaphore du *stewardship*. Certains acteurs étaient aussi en accord avec la métaphore du *web of life*, car ils avaient développé une vision systémique de leur environnement local. Ils voyaient certains services, tel celui de production alimentaire, comme ayant un rôle à jouer dans le système territorial local, en maintenant les paysages ouverts, en créant de l'emploi et de la solidarité entre producteurs et consommateurs locaux. Ils ont donc vu un composant du système — la production alimentaire — comme permettant de maintenir et de développer d'autres composants. Pour une description plus détaillée des relations sociétés-nature telles qu'exprimées par les acteurs, voir Ruoso *et al.* (2015).

*Les valeurs de quels acteurs ?* En ce qui concerne les bénéficiaires, notre étude s'est principalement centrée sur les acteurs habitant ou travaillant actuellement dans la zone d'étude, et n'a pas pris en compte les bénéficiaires plus éloignés, ni les bénéficiaires futurs. Toutefois, les acteurs ont indiqué des éléments de changements en cours dans la zone d'étude qui allaient mener à la diminution, l'accentuation ou la mise en compétition de certains services écosystémiques. Cela nous a permis d'identifier certains services qui pourraient un jour disparaître de la zone d'étude, au détriment des générations à venir. Par exemple, pour certains participants, l'accroissement des friches mène à la perte de l'attachement aux espaces agricoles (service « sentiment d'appartenance à un lieu »), et est le signe du manque de viabilité économique des exploitations agricoles (perte du service « emplois et viabilité économique »). L'enfrichement est aussi considéré comme entraînant une diminution des services de régulation des feux et de beauté des paysages. D'autres acteurs considèrent que les friches profitent à la biodiversité (service de provision d'habitats), car elles permettent à certaines espèces de revenir sur la zone d'étude (par exemple l'outarde canepetière, *Tetrax tetrax*) (voir aussi l'étude de cas sur Nîmes ci-dessous). Nous pouvons voir ici que l'augmentation du nombre de friches entraîne la diminution de la présence de certains services, et l'augmentation de la présence d'autres services. Un autre exemple est celui des clôtures, dont le nombre croissant dans la zone d'étude a été perçu comme le signe d'une augmentation du nombre de propriétaires de chevaux avec leurs zones de pâturage (services récréatifs). Ce type de service entre en compétition directe avec un autre service récréatif, la chasse. En effet, les activités de chasse ne peuvent se dérouler que dans des paysages ouverts et accessibles fournis par les paysages agricoles traditionnels dans la zone d'étude.

Même si cette étude nous a permis d'entrevoir les conséquences possibles de certains changements en cours, elle n'a pas permis d'avoir une vision d'ensemble de la manière dont les changements qui affectent le territoire pourraient avoir un impact sur le territoire et priver les générations futures de certains services. De plus, notre étude ne nous a pas



permis de développer une vision systématique de la compétition entre services du fait d'intérêts contradictoires parmi les acteurs.

*Comment capturer les services écosystémiques ?* Finalement, utiliser une méthode participative à dire d'acteurs nous a permis de saisir les valeurs et perceptions que les acteurs avaient des services écosystémiques dans le bassin de Thau, ainsi que les éléments paysagers qui rendent leur existence possible. Par exemple, lors des entretiens individuels et des discussions autour des cartes et des matrices, il a été possible d'identifier certains éléments agricoles ayant une valeur patrimoniale pour les acteurs (service historique et patrimonial), tels que certains types de couverture du sol comme les vignes, les garrigues, les oliveraies, les champs de blé, mais aussi des éléments ponctuels comme les capitelles, les murs en pierre sèche, la voie Domitienne, etc. La signification de ces différents éléments du paysage a pu ensuite être discutée. Par exemple, les espaces de garrigue, leurs capitelles et murs en pierre sèche sont considérés par certains acteurs comme étant les témoins d'une présence humaine ancienne, dans la garrigue, de pratiques agricoles très différentes de celles d'aujourd'hui, ainsi que de l'histoire sociale du territoire, puisque les ouvriers agricoles cultivaient ces terres de garrigues le soir venu afin d'avoir une source d'alimentation supplémentaire. Un autre exemple est celui du mélange de vignes, de blé et d'oliviers autour de Villeveyrac qui évoque, pour certains, les vestiges des pratiques culturelles romaines. La conjonction de discussions individuelles et collectives ainsi que les exercices de cartographie et de remplissage des matrices nous ont donc permis de commencer à identifier les éléments physiques qui conditionnent la présence sur le territoire de certains services liés à l'agriculture, et les valeurs ou significations que les acteurs accordent à ces éléments.

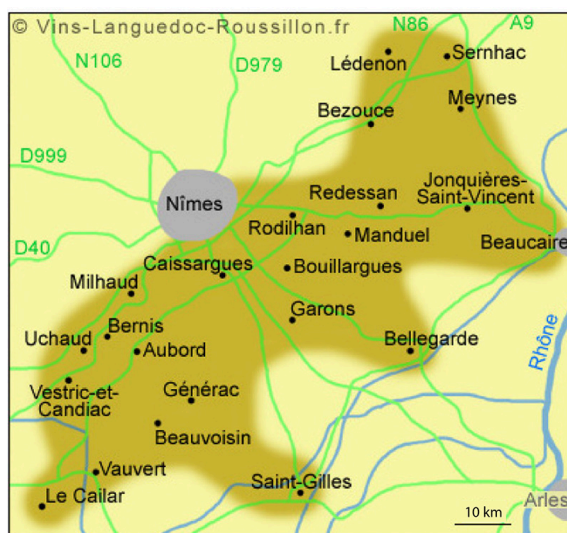
## **Les Costières de Nîmes**

### **Contexte**

Le territoire des Costières de Nîmes est situé au sud-est de la ville de Nîmes, dans le département du Gard, dans la même région que le territoire de Thau. Il couvre une surface de 25 000 hectares répartis sur 24 communes. Le moteur principal du changement de l'occupation du sol est un projet d'infrastructure de transport terrestre (ITT) : la ligne TGV entre Nîmes et Montpellier. L'annonce de ce projet il y a plusieurs années a entraîné de la spéculation foncière et l'abandon de terres agricoles qui se sont progressivement transformées en habitats pour diverses espèces, dont un grand oiseau de la famille des outardes, l'outarde canepetière (*Tetrax tetrax*), le seul membre du genre *Tetrax*. Cette boucle de rétroaction inattendue pose un défi quant aux rôles et valeurs des services écosystémiques sur les terres agricoles abandonnées en raison d'un projet d'ITT. L'objectif de notre étude de cas était de développer et de tester une méthodologie pour évaluer l'ensemble des impacts (positifs et négatifs) de la réalisation d'une ligne TGV sur les services écosystémiques, en se basant sur le savoir expert de professionnels locaux représentant différents secteurs.

### **Ateliers participatifs**

La méthodologie s'est centrée sur la création d'une matrice bidimensionnelle liant les services écosystémiques prioritaires aux occupations du sol générant ces services. Deux ateliers de trois heures avec des experts ont été conduits à Nîmes. Six participants représentaient les organisations listées dans le tableau 11.2.

**Tableau 11.2.** Organisations représentées par les participants à l'étude de cas de Nîmes.

Nom de l'organisation	Description
Nîmes Métropole	Structure intercommunale, établie en 2002, centrée sur la ville de Nîmes.
Dreal Languedoc-Roussillon	Direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement pour l'ancienne région Languedoc-Roussillon
Chambre d'agriculture du Gard	Chambre d'agriculture du département du Gard, structure de formation et de prestation de services pour les organisations agricoles professionnelles.
Conservatoire d'espaces naturels Languedoc-Roussillon (CEN L-R)	Association pour la conservation et la protection du patrimoine naturel dans le département du Gard (créée en 1990).
Centre ornithologique du Gard (COGard)	Centre pour l'étude, la protection et la promotion des connaissances sur l'avifaune du département du Gard (créé en 1980).
Agence d'urbanisme et de développement des régions nîmoise et alésienne (A'U)	Structure technique à but non lucratif en appui à l'État et aux collectivités locales pour l'aménagement urbain et territorial (créée en 1989).

Avant le premier atelier, une matrice initiale avait été développée, représentant les combinaisons possibles entre l'occupation du sol et les services écosystémiques. En colonne figuraient les 31 services dérivés de la littérature (tableau 11.1). Comme exercice introductif, les six experts ont examiné individuellement ces 31 services pour indiquer ceux qui devraient être conservés, d'après leur expertise, leurs connaissances du projet ITT et leur compréhension des bénéficiaires des services listés. Ils pouvaient également ajouter des services en utilisant leurs propres termes. En ligne figuraient les catégories d'occupation du sol basées sur Corine-Biotopes (tableau 11.3). Les acteurs devaient définir collectivement un niveau d'impact allant de 0 (pas d'impact) à 4 (impact fort<sup>45</sup>) pour chaque combinaison entre les classes d'occupation du sol et les services écosystémiques. En

45. Si ce type d'occupation du sol disparaît, il aura un impact fort sur ce service écosystémique.

raison des contraintes de temps, il n'a pas été possible durant l'atelier de couvrir toutes les combinaisons. Il a donc été demandé aux experts de compléter la matrice individuellement chez eux et d'envoyer les résultats aux chercheurs avant le second atelier, ce qu'ont fait cinq des six experts. En utilisant l'index de variation qualitative — une mesure de dispersion statistique d'une distribution nominale —, les matrices complétées individuellement ont été harmonisées pour obtenir des valeurs uniques (de 0 à 4) pour chaque combinaison d'occupation du sol et de services écosystémiques, valeurs considérées comme une représentation du consensus des acteurs. Les scores, pour chaque catégorie d'occupation du sol, ont ensuite été indexés au moyen d'un index composite pour conserver la variation des scores. Dans une telle approche, le score composite pour la combinaison 1-2-1-4 = 8, par exemple, est différent de la combinaison 2-3-1-2 = 8. Le second atelier a donné l'opportunité aux participants de réfléchir sur les matrices complétées à partir du travail additionnel réalisé par les chercheurs.

**Tableau 11.3.** Classification de l'occupation du sol.

Catégories utilisées dans la matrice	Classification Corine-Biotopes
Vigne sur sol nu	Vignobles intensifs
Vigne enherbée	Vignobles traditionnels
Vigne récemment plantée	Vignobles
Vigne récemment arrachée	Terrains en friche
Friche herbacée	Terrains en friche
Friche mixte	Terrains en friche
Friche arbustive	Terrains en friche × fourrés décidus
Friche viticole	Terrains en friche
Pâture	Pâtures mésophiles (si mésophile)
	Terrains en friche (si non mésophile)
Prairie	Prairies fourragères des plaines (si mésophile)
	Terrains en friche (si mésoxérophile)
Luzerne (parcelles en légumineuse)	Grandes cultures
Céréale	Grandes cultures
Arboriculture	Oliveraies traditionnelles
	Vergers à amandiers
	Rosacées
	Agrumes
Terre labourée	Cultures
Maraîchage	Cultures et maraîchage
Canal, rivière	Lagunes
	Plans d'eau douce
	Eaux saumâtres sans végétation
	Lit des rivières

Catégories utilisées dans la matrice	Classification Corine-Biotopes
	Salines
	Canaux navigables
	Fossés et petits canaux
	Lagunes industrielles et bassins ornementaux
Bâti	Villes
	Villages
	Sites industriels en activité
	Sites industriels anciens
Boisement	Matorral arborescent de chênes sempervirents
	Galeries méditerranéennes de grands saules
	Chênaies blanches
	Forêts de pins d'Alep
	Bois de frênes riverains
	Chênaies vertes

### **Informations recueillies**

Durant le premier atelier, les six experts ont collectivement observé tous les services écosystémiques qui leur étaient présentés sous la forme d'une simple liste (c'est-à-dire sans expliquer le concept sous-jacent de services écosystémiques et les différentes catégories). Seul un expert a choisi d'ajouter un service (« innovation d'infrastructure »). La liste contextualisée découlant de la réflexion individuelle des experts comprenait donc au final 32 services. La figure 11.9 fournit un échantillon de la diversité de ces services dans la sélection initiale des acteurs.

L'harmonisation des réponses divergentes des participants a été faite au moyen d'un index de variation qualitative. Alors que notre objectif premier était d'obtenir une valeur unique (0-4), nécessaire pour calculer un index composite des services écosystémiques, nous nous sommes aperçus que l'analyse de l'hétérogénéité des réponses des experts et le développement d'un outil informatique pour rendre ces divergences visibles (exemple sur la figure 11.10) offraient des informations additionnelles utiles.

Cette tentative d'évaluation participative « à dire experts » des services fournis par les terres agricoles à Nîmes a montré qu'il s'agissait d'un processus chronophage demandant beaucoup d'efforts aux participants. La simple taille de la matrice (débatte sur 352 cellules !) s'est avérée être un défi majeur. Travailler avec moins de combinaisons, en limitant par exemple les catégories d'occupation du sol à celles qui sont directement liées à l'agriculture, aurait minimisé le problème. Le remplissage de matrices individuelles et l'agrégation par les chercheurs constituent une alternative viable, notamment si les résultats de l'analyse peuvent être partagés et débattus avec le même groupe d'experts, ce que nous avons fait durant notre second atelier.

Choix des services : 32 services écosystémiques retenus

		Agence URBA	DREAL LR	CEN LR	CA 30	NIMES METRO	COGard	TOTAL	
		existant	apporté	existant	apporté	existant	apporté	existant	apporté
1	Assurer le cycle des nutriments	1	1		1	1	1	5	0
2	Maintenir ou améliorer la qualité des sols	1				1	1	4	0
3	Produire de la biomasse			1		1	1	3	0
4	Séquestrer et stocker du carbone					1	1	2	0
5	Detoxifier et décomposer des déchets "chimiques" et organiques					1	1	1	1
6	Réguler le climat		1		1	1	1	3	2
7	Réguler les aléas naturels (ex: érosion, inondations)	1	1	1	1	1	1	6	2
8	Réguler le cycle de l'eau	1	1	1	1	1	1	6	2
9	Purifier l'eau	1	1		1	1	1	5	0

Capacité des classes d'occupation du sol pour fournir des services écosystémiques (de 4 = fort à vide/0 = nulle)

Occupation du sol	Assurer le cycle des nutriments	Maintenir ou améliorer la qualité des sols	Produire de la biomasse	Detoxifier et décomposer des déchets	Réguler le climat	Réguler les aléas naturels	Réguler le cycle de l'eau	Purifier l'eau	Polliniser	Fournir un habitat	Produire de l'énergie	Cueillir	Ressources ornementales	Emploi, viabilité économique	Inspiration artistique et religieuse	Éducation, apprentissage	Recréation et loisir	Historique et patrimoine			
Vigne sur sol nu	1	1	1	1	1				2	1	4	1	4	3	1	2	2	3	4	4	
Vigne enherbée	1	2	2	2	1	3	2	2	1	3	1	4	2	4	3	1	3	3	3	4	4
Vigne récemment plantée	1	1	1	2					2		4	1		4	3	1	2	2	3	3	3
Vigne récemment arrachée					1	1			1	1		3	1					1			
Friche herbacée	2	2	2	1	1	2	3	3	3	4		2		2		2	3	3	2		
Friche mixte	3	3	3	2	1	2	3	3	3	3		2		1		1	3	3	1		
Friche arbustive	3	3	4	3	1	2	3	3		2	2		2				2				
Friche viticole	3	3	3	3	1	2	3	3	1	2		1					1				

Figure 11.9. Sélection des services écosystémiques par les experts et évaluation des impacts sur les services écosystémiques.

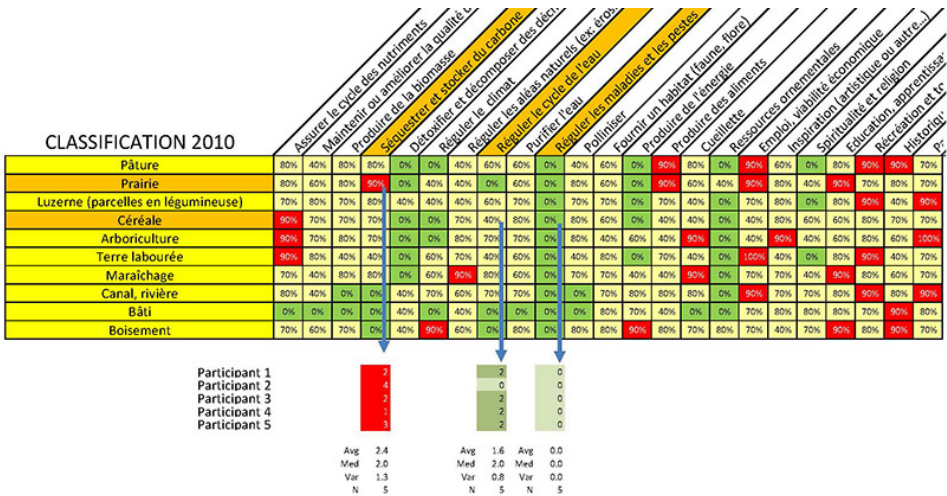


Figure 11.10. Intégration des différences entre les savoirs d'experts.

Discussion

Réflexion critique sur l'approche adoptée

Lorsque nous comparons les résultats de notre étude aux dernières avancées de la recherche sur les services écosystémiques, des éléments clés émergent.

*Quelles valeurs ?* Prendre du recul par rapport à la notion scientifique de service écosystème en abandonnant le jargon et la complexité qui lui sont associés est une approche qui a bien fonctionné dans notre contexte. Notre cadrage implicite, qui consistait à poser des questions générales sur les rôles présents et futurs des terres agricoles périurbaines face à des changements rapides, a permis aux acteurs du bassin de Thau d'exprimer une

grande variété de valeurs, de perceptions et de types de connaissances au cours des entretiens individuels et des discussions de groupe. Cela nous a permis de saisir les différents types de relations que les acteurs entretiennent avec leur environnement.

*Les valeurs de quels acteurs ?* Afin d'obtenir la meilleure représentativité possible des acteurs concernés, dans la limite des ressources de notre projet de recherche, nous avons opté pour une approche pragmatique d'échantillonnage boule de neige pour recruter les participants. Une évaluation participative plus formelle nécessiterait sans doute une représentation plus exhaustive des bénéficiaires, à partir, par exemple, d'une cartographie préalable des acteurs avant les ateliers participatifs. De plus, bien que très importante pour la planification spatiale, l'intégration des valeurs, des perspectives et des connaissances des bénéficiaires futurs constitue un vrai défi. Cela pourrait être accompli dans une certaine mesure en présentant lors des ateliers participatifs des projections des changements sociodémographiques (et de leurs impacts) et en demandant aux participants leurs points de vue sur les bénéfices escomptés pour les générations à venir. Ceci pourrait faire l'objet d'un atelier participatif additionnel où seraient discutés les principes communs permettant d'assurer à la fois la protection des terres agricoles et la prise en compte des intérêts des générations futures.

Une approche ciblée sur les bénéficiaires correspond bien à la tendance actuelle où les responsabilités concernant la planification spatiale incombent désormais aux échelons politico-administratifs locaux et s'appuient de plus en plus sur l'intégration de perspectives, connaissances et valeurs locales (voir chapitre 1).

*Comment capturer ces valeurs ?* Alors que les approches participatives sont fréquemment mises en avant comme un outil essentiel pour la gestion de l'environnement, dans notre cas, la transposition de nos résultats en représentations (spatiales) compatibles avec les exigences réglementaires en matière d'aménagement du territoire a constitué un véritable défi, et ce pour plusieurs raisons. Il a tout d'abord été difficile de produire des matrices qui prennent en compte l'intégralité des services et des bénéficiaires sur un territoire. Deuxièmement, même si les deux études de cas ont été suivies de près par des aménageurs et des décideurs légitimes sur ces territoires, notre travail était motivé par des questions de recherche plus que par l'ambition de répondre à des défis politiques et d'aménagement immédiats. Par conséquent, les résultats de ce projet de recherche n'ont pas trouvé d'application immédiate dans les processus de planification opérationnels sur ces deux territoires.

D'un point de vue méthodologique, nous avons rencontré un certain nombre de difficultés. Premièrement, certains acteurs, particulièrement dans le cas de Thau, n'ont pas adhéré à l'exercice de renseignement des matrices, et n'ont donc que peu participé, contrairement à l'exercice de cartographie qui avait suscité beaucoup de discussions. Des recherches futures pourraient se concentrer principalement sur la cartographie comme représentation plus intuitive, particulièrement pour les non-experts, plutôt que de préciser et de détailler la myriade de liens abstraits entre les catégories d'occupation du sol et la fourniture de services écosystémiques (Crossman *et al.*, 2013). Deuxièmement, développer une compréhension profonde des perceptions des acteurs pour chaque service écosystémique prend un temps considérable, ce qui nous a obligés, sur Thau, à nous restreindre à quelques services. Nous n'avons ainsi pas pu explorer en détail les synergies et les contradictions potentielles entre services écosystémiques en matière d'aménagement du territoire. Dans le cas de Nîmes, le renseignement complet de la matrice n'a pu s'élaborer qu'en prolongeant le travail de groupe par un travail de remplissage individuel après l'atelier. Ces deux retours d'expérience montrent qu'il n'est pas aisé d'obtenir des matrices pour l'intégralité des services sur un territoire. Nous savons aussi que

nos ateliers n'ont rassemblé qu'une petite partie des bénéficiaires, pas nécessairement représentatifs de la population du territoire. Pour éclairer véritablement la prise de décision, il faudrait reproduire ces exercices participatifs avec différents groupes sociaux et comprendre les relations de pouvoir qui existent dans la zone d'étude afin d'exploiter au mieux cette approche basée sur les services écosystémiques. Troisièmement, nous avons noté, dans le cas de Thau, que certains participants aux ateliers craignaient que les cartes de services écosystémiques créées puissent être utilisées comme des outils prescriptifs de zonage, synonymes de contraintes réglementaires supplémentaires, comme cela a été vu par ailleurs (Coudерchet et Amelot, 2010). Ceci pourrait décourager certains acteurs de partager leurs connaissances. Enfin, dans le cas de certains services, comme celui de production alimentaire qui nécessiterait de cartographier les exploitations maraîchères et arboricoles, la production de cartes explicites et réalistes pourrait mener à accroître les vols ou les dégâts faits aux cultures, particulièrement si ce type de cartes devenait accessible au grand public. Dans le même ordre d'idée, la cartographie des services basés sur la pratique de cueillette (baies, champignons, etc.) pourrait mener à une surexploitation ou même à la disparition de ressources. Ces exemples soulignent la nécessité d'une réflexion approfondie en matière de cartographie des services écosystémiques.

## **Perspective d'intégration des services écosystémiques dans l'aménagement des paysages et du territoire**

L'inclusion d'approches basées explicitement ou implicitement sur le concept de services écosystémiques dans les processus opérationnels de planification territoriale soulève un certain nombre de difficultés identifiées il y a plusieurs années (De Groot *et al.*, 2010). Cependant, des progrès importants ont été faits depuis, en France, à travers le *leadership* du projet d'Évaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques (Efese), le volet français du programme européen, Cartographie et évaluation des écosystèmes et de leurs services (Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services; MAES), qui a mené à la production de cadres conceptuels désormais reconnus et diffusés comme nouveaux cadres de référence (Efese, 2016). L'un des composants essentiels concerne les valeurs (d'usage, patrimoniales, morales) de nos relations à la nature (Efese, 2016 ; Maris *et al.*, 2016). Au niveau national, l'inventaire des services écosystémiques reste encore largement incomplet, particulièrement pour les services culturels liés aux dimensions patrimoniales de la nature. En ce qui concerne les zones agricoles, une étude récente conduite dans le cadre du projet Efese par l'Institut national de recherche agromique pour caractériser les services fournis par ces zones s'est principalement concentrée sur les services de production et de soutien, sans intégrer les services de régulation des risques (inondations, incendies), ni les services culturels apportés par les paysages (Tibi et Therond, 2017). Pour la planification à l'échelle locale, il existe encore moins de données prêtes à l'emploi suffisamment précises et exhaustives, particulièrement sur la couverture et l'occupation du sol, pour quantifier et cartographier les services écosystémiques. Ceci est d'autant plus vrai pour les services culturels qui reposent sur les jugements de valeur d'individus ou de groupes sociaux, et qui impliquent, pour être identifiés, de faire des entretiens et des exercices participatifs.

Pour ces différentes raisons, utiliser le concept de services écosystémiques dans l'aménagement du territoire à l'échelle locale ne peut pas se faire sans une forte mobilisation des acteurs, afin de s'appuyer sur leurs savoirs, leurs représentations de la réalité et les valeurs qu'ils attachent à la nature et à ses services. Ceci nécessite une forte volonté politique, une culture démocratique de la participation pour mobiliser des ressources ainsi que de solides compétences en ingénierie territoriale et en ingénierie de la participa-

tion. Ceci implique aussi que les élus et les équipes techniques de l'administration et des bureaux d'études se soient appropriés le concept de services écosystémiques ou bénéficient de soutiens scientifiques. Dans la plupart des communes, ces conditions sont encore loin d'être réunies.

Cependant, des avancées prometteuses ont été faites ces dernières années. En France, beaucoup d'expérimentations innovantes ont été conduites (voir, par exemple, la compilation d'études de cas dans le rapport provisoire d'Efese, 2016, ou Bertrand, 2016). Des cadres théoriques (Luque *et al.*, 2017), des méthodologies et des outils concrets sont progressivement venus enrichir la « boîte à outils » de l'ingénierie territoriale afin d'intégrer les services écosystémiques dans la planification spatiale. La politique d'*open data* et la compilation de données participatives ou l'utilisation de données sur les réseaux sociaux offrent aussi de nouvelles perspectives pour inventorier et estimer les valeurs accordées aux services écosystémiques. Les réglementations à l'échelle européenne et nationale pour la protection de la nature, comme par exemple Natura 2000, et son intégration dans des politiques sectorielles (biodiversité, eau, agriculture, forêt, urbanisme, etc.) constituent des éléments favorables, même si le terme de « services écosystémiques » reste plus rarement employé que celui de « fonctions » (Mongruel *et al.*, 2016), à l'exception de la protection des habitats naturels (politique de la Trame verte et bleue, séquence ERC, éviter, réduire, compenser). L'évaluation environnementale et les processus participatifs sont en effet devenus obligatoires dans les projets de développement, y compris à l'échelle locale, tout en laissant une marge suffisante dans la mise en œuvre opérationnelle pour pouvoir mobiliser des concepts et des approches innovantes.

Concernant l'approche exploratoire que nous avons développée dans les deux études de cas présentées ici, les perspectives de mise en œuvre opérationnelle sont très variées du fait d'évolutions différentes du contexte dans les deux cas.

À Nîmes, la ligne de TGV est maintenant installée. L'obligation légale de protéger la biodiversité a mené les acteurs à se concentrer uniquement sur les services de protection de l'habitat de certaines espèces protégées en suivant le principe ERC (éviter, réduire, compenser). Des efforts et des moyens significatifs ont été nécessaires pour calculer la valeur des habitats, mobiliser les acteurs et rendre le processus compréhensible et transparent (Quetier, 2015). Des compensations ont été réalisées pour contrebalancer les impacts sur les habitats et les populations d'outarde (*Tetrax tetrax*). Un observatoire environnemental, composé des autorités administratives et de l'autorité de gestion de l'infrastructure ferroviaire, a été mis en place pour faire le suivi de la mise en œuvre des compensations et mesurer leur efficacité en matière de protection des habitats naturels, y compris après le début du fonctionnement de la nouvelle infrastructure ferroviaire. Une option serait d'étendre le périmètre de l'observatoire à d'autres services écosystémiques en utilisant, comme cela a été fait dans notre étude exploratoire, une matrice entre services écosystémiques et occupation du sol.

Sur le territoire de Thau, le projet politique de développement à long terme basé sur la qualité des ressources environnementales se poursuit sur la base d'une approche intégrée et adaptative et d'un système de gouvernance pluri-acteurs (Plant *et al.*, 2014). Concernant les instruments de planification, le SCoT (développement urbain, zonage, transports) a été approuvé en 2014, et le SAGE (Schéma d'aménagement et de gestion des eaux) devrait être approuvé à l'échelle du bassin versant courant 2018. Le Syndicat mixte du bassin de Thau (SMBT) assiste maintenant les communes dans le développement de leurs Plans locaux d'urbanisme (PLU) pour mieux prendre en compte la préservation des écosystèmes et de leurs services dans leur projet de développement. Des actions ont aussi été réalisées pour identifier et cartographier les continuités écologiques vertes



et bleues qui sont à préserver ou à recréer, et pour les inclure dans le SCoT et dans les PLU des communes (Chaurand, 2017). En matière d'outils de gestion opérationnels, le 4<sup>e</sup> Programme d'action territorial (2013-2018) a pour but d'assurer la protection des zones agricoles et naturelles et le développement de pratiques agro-environnementales. Un observatoire du territoire a aussi été mis en place pour mesurer régulièrement et cartographier l'évolution du territoire afin d'évaluer les impacts du programme d'action et permettre à cet organisme de gouvernance multi-acteurs d'ajuster ses actions en conséquence (Lemoisson *et al.*, 2016). L'observatoire est alimenté par des cartes et des indicateurs dérivés notamment du suivi, grâce à la télédétection, des changements dans la couverture et l'occupation du sol à une échelle très précise (Dupaquier *et al.*, 2014 ; Tonneau et Maurel, 2016). Le bassin de Thau est aussi l'une des zones choisies pour le projet scientifique Imagine (programme européen Biodiversa, 2017-2020), qui vise à développer des stratégies pour un développement spatial durable et adaptatif des systèmes socio-économiques. Dans le cadre de ce projet, de nouveaux travaux ont été menés en 2017 pour l'évaluation quantitative et la cartographie de services écosystémiques sur le territoire de Thau (Billaud, 2017).

## Conclusion

Ce chapitre a présenté les fondements pour une évaluation participative des services écosystémiques appliquée aux terres agricoles périurbaines dans le sud de la France. Nos résultats suggèrent que dans un contexte de planification de l'occupation du sol et des paysages, une approche basée sur les services écosystémiques peut favoriser l'émergence d'une représentation holistique des valeurs sociétales relatives aux zones agricoles et naturelles. Nous avons en effet montré qu'il était possible de mobiliser des acteurs — des experts ayant des connaissances scientifiques et/ou des acteurs locaux avec des connaissances tacites — pour évaluer les rôles multiples et complexes que jouent les terres agricoles en zones périurbaines, pour les bénéficiaires. Nous avons vu que les recherches actuelles qui visent à appliquer les avancées scientifiques sur les services écosystémiques à la planification spatiale et paysagère se sont fixé des objectifs ambitieux en ce qui concerne le cadrage des valeurs, l'inclusion des acteurs et le processus d'évaluation participative des services. Le fait d'avoir mené des expérimentations concrètes a mis en évidence la nécessité de faire des compromis entre la théorie et la pratique. Notre recherche a toutefois abouti à une grande variété de résultats : récits à dire d'acteurs ; remplissage par les acteurs de matrices d'interactions entre services et occupations du sol ; cartographie participative des services. Même si ces résultats n'ont pas été repris dans les processus de planification, quelques perspectives pour l'aménagement du territoire peuvent toutefois être dégagées de cette étude pilote. Un domaine de recherche original à explorer dans le futur porte sur l'intégration des évaluations et des perceptions locales des services écosystémiques dans les géo-observatoires soutenant les processus de planification. De plus, la rédaction d'un catalogue des bonnes pratiques pour l'évaluation des services apportés par les terres agricoles périurbaines aiderait à codifier ces pratiques et à les rendre plus facilement accessibles pour de futures évaluations.

### Remerciements

Les auteurs remercient toutes les personnes qui ont participé aux entretiens individuels et aux ateliers pour leur disponibilité et les informations qu'ils ont partagées. Nous remercions aussi le Syndicat mixte du bassin de Thau pour son aide dans l'étude de cas du bassin de Thau, Claire Dupaquier pour l'appui lors des ateliers et pour son travail, avec Annie Debrosse, de classification de l'occupation du sol du bassin de Thau. Nous remercions aussi le Centre national d'études spatiales pour la mise à disposition gratuite

des images Pléiades au titre du Programme de la RTU (Recette thématique utilisateurs) Pléiades. Ce projet de recherche a été financé par l'Institut national de recherche en sciences et technologies pour l'environnement et l'agriculture.

## Références bibliographiques

- Arts B., Buizer M., Horlings L., Ingram V., Van Oosten C., Opdam P., 2017. Landscape Approaches. *Annual Review of Environment and Resources*, 42, 439-463.
- Baker J., Sheate W.R., Phillips P., Eales R., 2013. Ecosystem Services in Environmental Assessment. Help or Hindrance? *Journal of Environmental Management*, 90, 1692-1702.
- Barbosa A., Vallecillo S., Baranzelli C., Jacobs-Crisioni C., Batista E., Silva F., Perpina-Castillo C., Lavallo C., Maes J., 2017. Modelling built-up land take in Europe to 2020: an assessment of the Resource Efficiency Roadmap measure on land. *Journal of Environmental Planning and Management*, 60, 1439-1463.
- Bertrand N., 2016. Intégration des enjeux environnementaux dans la gestion du foncier agricole. *Sciences Eaux et Territoires*, (19).
- Billaud O., 2017. *Intégration des services écosystémiques dans la planification territoriale. Exemple du bassin de Thau*. Rapport de stage de master 2 EEET Économie de l'environnement, de l'énergie et des transports, 94 p.
- Billeter R., Liira J., Bailey D., Bugter R., Arens P., Augenstein I., *et al.*, 2008. Indicators for biodiversity in agricultural landscapes: a pan-European study. *Journal of Applied Ecology*, 45, 141-150.
- Bio Intelligence Service, IVM, IEEP, 2015. Land as a Resource. Problem definition and possible areas for EU action. Prepared for the European Commission (DG ENV).
- Blackmore C., 2007. What kinds of knowledge, knowing and learning are required for addressing resource dilemmas? A theoretical overview. *Environmental Science & Policy*, 10, 512-525.
- Blezat Consulting, 2011. Étude action sur le développement de la filière agricole sur le territoire de Thau Agglomération. Rapport d'étude, 71 p.
- Bonifazi A., Sannicandro V., Attardi R., Di Cugno G., Torre C.M., 2016. Countryside vs city: a user-centered approach to open spatial indicators of urban sprawl. In: *Computational Science and Its Applications* (Gervasi O., Murgante B., Misra S., Rocha A., Torre C.M., Tanier D., Apduhan B.O., Stankova E., Wang S., eds), ICCSA 2016, Pt Iv.
- Burkhard B., Kroll F., Müller F., 2012a. Mapping ecosystem service supply, demand, and budgets. *Ecological Indicators*, 21, 17-29.
- Burkhard B., Kroll F., Nedkov S., Müller F., 2012b. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecological Indicators*, 21.
- Callon M., 1986. Some elements of a sociology of translation: domestication of the scallops and the fishermen of St-Brieuc Bay. In: *Power, Action and Belief: A New Sociology of Knowledge?* (Law J., ed.), London, Routledge.
- Chaurand J., 2017. La cohérence interterritoriale des projets de continuités écologiques. L'exemple de la politique Trame verte et bleue en France. Thèse de doctorat en Science de l'environnement, Montpellier, AgroParisTech, 470 p.
- Ciscel D.H., 2001. The economics of urban sprawl: inefficiency as a core feature of metropolitan growth. *Journal of Economic Issues*, 35.
- Colantoni A., Grigoriadis E., Sateriano A., Venanzoni G., Salvati L., 2016. Cities as selective land predators? A lesson on urban growth, deregulated planning and sprawl containment. *Science of the Total Environment*, 545, 329-339.

- Costanza R., De Groot R., Braat L., Kubiszewski I., Fioramonti L., Sutton P., Farber S., Grasso M., 2017. Twenty years of ecosystem services: how far have we come and how far do we still need to go? *Ecosystem Services*, 28, 1-16.
- Couderechet, L., Amelot, X., Faut-il brûler les Znieff ?, *Cybergeog*.
- Crossman N.D., Burkhard B., Nedkov S., 2012. Quantifying and mapping ecosystem services. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management*, 8, 1-4.
- Crossman N.D., Burkhard B., Nedkov S., Willemen L., Petz K., Palomo I., *et al.*, 2013. A blueprint for mapping and modelling ecosystem services. *Ecosystem Services*, 4, 4-14.
- Daily G.C. (ed.), 1997. *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*, New York, Island Press.
- De Groot R.S., Alkemade R., Braat L., Hein L., Willemen L., 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity*, 7, 260-272.
- Di Palma F., Amato F., Nole G., Martellozzo F., Murgante B., 2016. A SMAP supervised classification of Landsat images for urban sprawl evaluation. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 5.
- Dupaquier C., Desbrosse A., Maurel P., Plant R., Ruoso L.-E., Roussillon J.-P., 2014. Apports de l'imagerie Pléiades à la gestion intégrée des zones côtières. Application au territoire de Thau. *Revue française de photogrammétrie et de télédétection*, 208, 45-50.
- Efese, 2016. Rapport intermédiaire sur l'évaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques. Rapport MTES, FRB, 162 p.
- Gardi C., Panagos P., Van Liedekerke M., Bosco C., De Brogniez D., 2015. Land take and food security: assessment of land take on the agricultural production in Europe. *Journal of Environmental Planning and Management*, 58, 898-912.
- Goffman E., 1974. *Frame Analysis. An Essay on the Organization of Experience*, Boston, Northeastern University Press.
- Haines-Young R., Potschin M., 2010. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In: *Ecosystem Ecology: A New Synthesis* (Raffaelli D.G., Frid C.L.J., eds), Cambridge, Cambridge University Press/British Ecological Society.
- Hanley N., Spash C.L., 1993. *Cost-Benefit Analysis and the Environment*, Edward Elgar.
- Hejnowicz A.P., Rudd M.A., 2017. The value landscape in ecosystem services: value, value wherefore art thou value? *Sustainability*, 9, 850.
- Helliwell D.R., 1969. Valuation of wildlife resources. *Regional Studies*, 3, 41-47.
- Jacobs S., Dendoncker N., Martín-López N., Barton D.N., Al E., 2016. A new valuation school: integrating diverse values of nature in resource and land use decisions. *Ecosystem Services*, 22, Part B, 213-220.
- Kahneman D., Tversky A., 1983. Choices, values and frames. *American Psychologist*, 39, 341-350.
- Kareiva P., Tallis H., Ricketts T.H., Daily G.C., Polasky S. (eds), 2011. *Natural Capital Theory and Practice of Mapping Ecosystem Services*, Oxford, Oxford University Press.
- Keeney B.C., 1970. Bridge of values. *Science*, 169, 26-28.
- Kerselaers E., Rogge E., Lauwers L., Van Huylenbroeck G., 2011. Prioritising land to be preserved for agriculture: a context-specific value tree. *Land Use Policy*, 20, 219-226.
- Lakoff G., 2004. *Don't Think of an Elephant! Know Your Values and Frame the Debate. The Essential Guide for Progressives*, White River Junction, VT, Chelsea Green Pub.
- Lemoisson P., Tonneau J.P., Maurel P., 2016. L'intelligence territoriale dans le bassin de Thau : un observatoire pour penser et piloter l'action. In : *Partenariats pour le développement territorial* (Torre A., Vollet D., eds), Versailles, éditions Quæ, 59-73.

- Loiseau E., 2014. Élaboration d'une démarche d'évaluation environnementale d'un territoire basée sur le cadre méthodologique de l'Analyse du cycle de vie (ACV). Application au territoire du bassin de Thau. Thèse, Montpellier, SupAgro.
- Luque S., Fürst C., Geneletti D., 2017. Nexus Thinking. How ecosystem services concepts and practice can contribute balancing integrative resource management through facilitating cross-scale and cross-sectoral planning. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management*, 13 (2), 1-3.
- Maris V., Devictor V., Doussan I., Béchet A., 2016. Les valeurs en question. In : *Biodiversité et services écosystémiques : regards croisés entre les sciences de la nature et les sciences humaines* (Geijzendorffer I., Levrel H., Roche P., Maris V., eds), éditions Quæ.
- Martín-López B., Gómez-Baggethun E., García-Llorente M., Montes C., 2013. Trade-offs across value-domains in ecosystem services assessment. *Ecological Indicators*.
- Martínez-Harms M.J., Balvanera P., 2012. Methods for mapping ecosystem service supply: a review. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management*, 8, 17-25.
- McCauley D.J., 2006. Selling out on nature. *Nature*, 443, 27-28.
- MEA, 2003. *Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment*, Washington, Millennium Ecosystem Assessment/Island Press.
- MEA, 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*, Millennium Ecosystem Assessment, World Resources Institute/Island Press, Washington, 137 p.
- Moller H., Berkes F., Lyver P., Kislalioglu M., 2004. Combining science and traditional ecological knowledge: monitoring populations for co-management. *Ecology and Society*, 9.
- Mongruel R., Meral P., Doussan I., Levrel H., 2016. L'institutionnalisation de l'approche par les services écosystémiques : dimensions scientifiques, politiques et juridiques. In : *Valeurs de la biodiversité et services écosystémiques : perspectives interdisciplinaires* (Roche P., Geijzendorffer I., Levrel H., Maris V., coord.), Versailles, Quæ, 191-216.
- Opdam P., Coninx I., Dewulf A., Steingröver E., Vos C., Van Der Wal M., 2015. Framing ecosystem services: affecting behaviour of actors in collaborative landscape planning? *Land Use Policy*, 46, 223-231.
- Ostrom E., 2009. A general framework for analyzing sustainability of social-ecological systems. *Science*, 325, 419-422.
- Plant R., Prior T., 2014. An ecosystem services framework to support statutory water allocation planning in Australia. *International Journal of River Basin Management*, 12 (3), 219-230.
- Plant R., Ryan P., 2013. Ecosystem services as a practicable concept for natural resource management: some lessons from Australia. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management*, 9, 44-53.
- Plant R., Maurel P., Barreteau O., Bertacchini Y., 2014. The role of territorial intelligence: the case of the Thau Territory, Southern France. In: *River Basin Management in the Twenty-first Century: People and Place* (Squires V., Milner H., Daniell K., eds), Boca Raton, London-New York, CRC Press/Taylor & Francis Group.
- Plant R., Boydell S., Prior J., Chong J., Lederwasch A., 2016. From liability to opportunity: an institutional approach towards value-based land remediation. *Environment and Planning C: Government and Policy*, Online First.
- Primmer E., Furman E., 2012. Operationalising ecosystem service approaches for governance: do measuring, mapping and valuing integrate sector-specific knowledge systems? *Ecosystem Services*, 1, 85-92.
- Quetier F., Van Teeffelen A.J.A., Pilgrim J.D., Von Hase A., Kate K.T., 2015. Biodiversity offsets are one solution to widespread poorly compensated biodiversity loss: a response to Curran *et al. Ecol. Appl.*, 25, 1739-1741.

- Raymond, C.M.S, Singh G., Benassaiah, K., Bernhardt, J.R., Levine, J., Nelson, H., Turner, N.J., Norton, B., Tam, J., KaiK.M.A., 2015. Ecosystem services and beyond: using multiple metaphors to understand human-environment relationships, *BioScience*, 63 (7), 536-546.
- Ruoso L.-E., Plant R., Maurel P., Dupaquier C., Roche P., Bonin M., 2015. Reading ecosystem services at the local scale through a territorial approach: the case of peri-urban agriculture in the Thau Lagoon, Southern France. *Ecology and Society*, 20, 11.
- Saaty T., 1996. *The Analytic Hierarchy Process*, New York, McGraw Hill.
- Schröter M., Van Der Zanden E.H., Van Oudenhoven A.P.E., Remme R.P., Serna-Chavez H.M., De Groot R.S., Opdam P., 2014. Ecosystem services as a contested concept: a synthesis of critique and counter-arguments. *Conservation Letters*, 7 (6), 514-523.
- Sheate W.R., Eales R.P., Daly E., Baker J., Murdoch A., Hill C., Ojike U., Karpouzoglou T., 2012. Spatial representation and specification of ecosystem services: a methodology using land use/land cover data and stakeholder engagement. *Journal of Environmental Assessment Policy and Management*, 14.
- Smiraglia D., Ceccarelli T., Bajocco S., Salvati L., Perini L., 2016. Linking trajectories of land change, land degradation processes and ecosystem services. *Environmental Research*, 147, 590-600.
- Sukhdev P., Wittmer H., Schröter-Schlaack C., Nesshöver C., Bishop J., Brink P.T., Gundimeda H., Kumar P., Simmons B., 2010. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB*, European Communities.
- TEEB, 2010. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity Ecological and Economic Foundations*, Pushpam Kumar, Earthscan, London/Washington.
- Thompson P.B., 2008. Agrarian Philosophy and Ecological Ethics. *Science and Engineering Ethics*, 14 (4), 527-44.
- Tibi A., Therond O., 2017. Évaluation des services écosystémiques rendus par les écosystèmes agricoles. Une contribution au programme EFESE. Synthèse du rapport d'étude, Inra, 108 p.
- Tonneau J.P., Maurel P., 2016. Satellite imagery, a tool for territorial Development 2016. In: *Land Surface Remote Sensing in Urban and Coastal Areas* (Baghdadi N., Zribi M., eds), Londres, ISTE-Elsevier, 101-140.
- Van Dijk T., Van Der Valk A., 2010. Harde Cijfers En Ruimtelijk Beleid. In: *Economische waardering van omgevingskwaliteit. Casestudies en toepassingen in de MKBA* (Koetse M.J., Rietveld P., eds), Den Haag, Sdu.
- Vatn A., 2005. *Institutions and the Environment*, Cheltenham, Edward Elgar.
- Watson R., Albon S., 2011. *UK National Ecosystem Assessment. Understanding Nature's Value to Society. Synthesis of Key Findings*, Cambridge, UK National Ecosystem Assessment.
- Westman W.E., 1977. How much are nature's services worth? *Science*, 197, 960-964.
- World Commission on Environment and Development (WCED), 1987. *Our Common Future*. Oxford: Oxford University Press.